

***Балтер Борис Михайлович***

канд. физ.-мат. наук, доцент, ведущий научный сотрудник

ФГБУН Институт космических исследований РАН

г. Москва

***Фаминская Марина Вадимовна***

канд. физ.-мат. наук, доцент, доцент

ФГБОУ ВО «Российский государственный

социальный университет»

г. Москва

***Никитина Наталья Ивановна***

д-р пед. наук, профессор, профессор

ГБОУ ВО «Российский национальный исследовательский

медицинский университет им. Н.И. Пирогова» Минздрава России

вед. научный сотрудник НИИ перспективных

направлений и технологий

ФГБОУ ВО «Российский государственный

социальный университет»

г. Москва

***Падылин Николай Юрьевич***

канд. пед. наук, научный сотрудник

ФГБОУ ВО «Российский государственный

социальный университет»

г. Москва

## **ДЕКОНСТРУКЦИЯ ПОДХОДА LCA: ПЕРЕНОС КОЭФФИЦИЕНТОВ НА ЛОКАЛЬНЫЙ УРОВЕНЬ**

*Аннотация: в статье представлена модификация (деконструкция) методики Hofstetter (1998 г.) в сфере расчета риска, ущерба здоровью населению в рамках подхода LCA и эмергетического подхода.*

**Ключевые слова:** эмергетический подход, подход LCA, загрязнение окружающей среды, риск здоровью, иерархия качества энергии.

В подходе работы Hofstetter (1998) [3], лежащей в основе расчета ущерба здоровью в LCA (LCA):

1) LCA (life cycle assessment) – базы данных по взаимному использованию одними секторами экономики продукции других секторов, которые содержат информацию о выбросах загрязнителей, связанных с производством в том или ином секторе;

2) анализ жизненного цикла продукции – это метод, который используется для измерения полного влияния продукции на окружающую среду, от начала, и до конца жизни) и эмергетическом подходе (Emergy (эмергия) – это доступная энергия или эксергия, используемая для получения прямо или косвенно некоторого продукта или услуги), концентрации предполагаются равномерно распределенными по горизонтали и вертикали по «ящику», представляющему расчетную территорию. Население также предполагается равномерно распределенным по территории. При расчете риска, да и вообще в локальном подходе используются модели рассеяния, дающие расчетные концентрации в приземном слое с пространственным и временным разрешением, в зависимости от локальной метеорологии и местности [1; 2]. Далее мы имеем в виду конкретные модели рассеяния семейства ISC/AERMOD. Время не входит в итоговый результат расчета по моделям, так как делается агрегация по времени: берутся среднегодовые, максимальные почасовые или максимальные среднесуточные значения, либо же какие-нибудь квантили гистограммы почасовых концентраций. Пространственную же переменную необходимо учесть, если мы хотим связать локальные расчеты с подходом LCA.

Рис. 1 и Рис. 2 показывают типичные пространственные профили шлейфов по результатам локального расчета рассеяния от приземного источника и получаемые из них по методике Hofstetter (1998) [3] пространственно однородные концентрации.

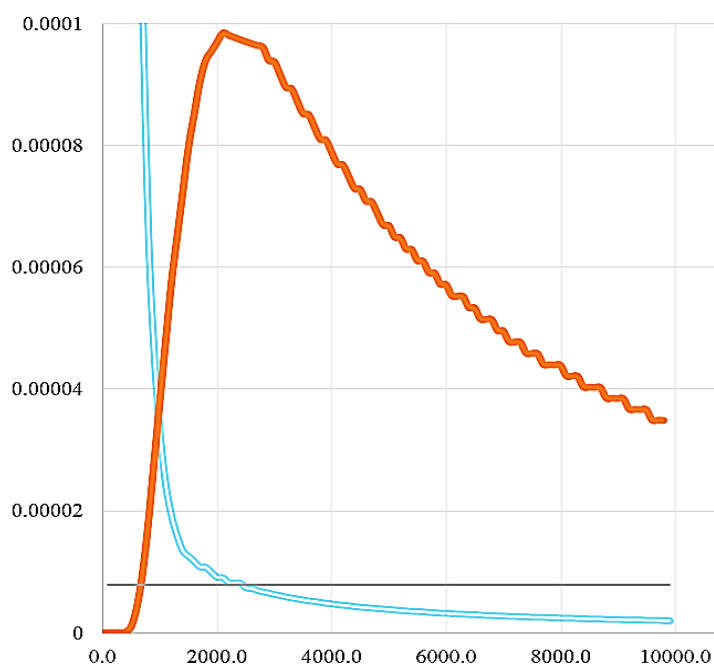


Рис. 1. Приземная концентрация на оси шлейфа от реального приземного источника (ордината,  $\text{мг/м}^3$ ) в зависимости от расстояния до источника (абсцисса, м).

Жирная линия – расчет по модели рассеяния ISC3ST для наихудших условий рассеяния (категория устойчивости F, ветер 1 м/с), двойная линия – для лучших условий рассеяния (категория устойчивости A, ветер 1 м/с).

Концентрация на каждом расстоянии от источника равномерно размазана по окружности вокруг источника. Тонкая линия – расчет по методике LCA при высоте конвективного перемешивания 1000 м.

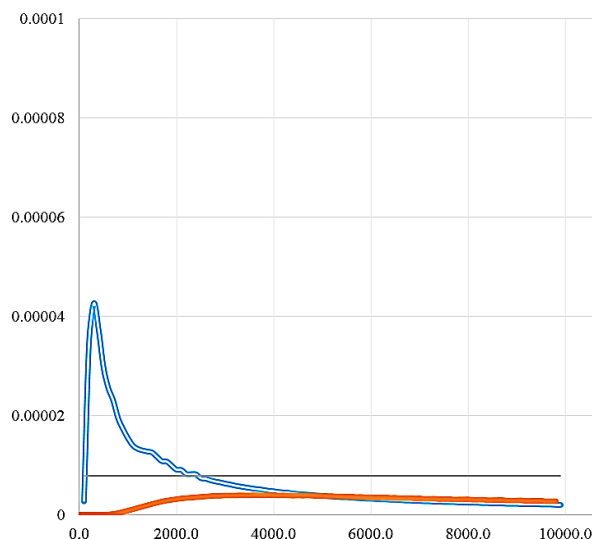


Рис. 2. Приземная концентрация на оси шлейфа от реального приземного источника (ордината,  $\text{мг/м}^3$ ) в зависимости от расстояния до источника (абсцисса, м).

Жирная линия – расчет по модели рассеяния ISC3ST для наихудших условий рассеяния (категория устойчивости F, ветер 1 м/с), двойная линия – для лучших условий рассеяния (категория устойчивости A, ветер 1 м/с). Концентрация на каждом расстоянии от источника равномерно размазана по окружности вокруг источника и дополнительно равномерно размазана по вертикали до высоты 1000 м. Тонкая линия – расчет по методике LCA при высоте конвективного перемешивания 1000 м.

Показаны две крайних метеорологических ситуации:

- 1) наилучшие условия рассеяния для данного типа источника (категория устойчивости атмосферы A, скорость ветра 1 м/с);
- 2) наихудшие условия рассеяния (категория устойчивости атмосферы F, скорость ветра 1 м/с).

При этом Рис. показывает не концентрации на оси шлейфа (они намного больше, чем показанные), а концентрации, получаемые, если шлейф равномерно размазать по всем азимутам. Это необходимо для сравнения с подходом LCA, где концентрации однородны по азимуту. Концентрации, приведенные к модели LCA, показаны горизонтальной линией. Они получались размазыванием полной массы загрязнителя, содержащейся в шлейфе до расстояния X от источника, по

цилиндру радиусом  $X$  вокруг источника и высотой 1000 м. Для этого надо знать дисперсию шлейфа по горизонтали  $\sigma_y$ . Она бралась из моделей Паскилла-Гиффорда в виде  $\sigma_y = cX^d$ , где  $c$  и  $d$  – параметры, зависящие от категории устойчивости атмосферы, сгруппированные по диапазонам расстояний от источника  $X = 0 - 10000$  м и  $X > 10000$  м. Тогда, если  $C_0$  – исходная расчетная концентрация, то «размазанная» по окружности концентрация  $C = C_0 \sigma_y / (X * \sqrt{2\pi})$ . Она не зависит от  $X$ , так как полная масса загрязнителя в отрезке шлейфа длиной  $\Delta X$  одна и та же, независимо от  $X$  (при условии постоянства выброса во времени).

Видно, что, например, для наихудших условий рассеяния подход LCA значительно занижает концентрации сравнительно с моделью рассеяния практически во всем диапазоне расстояний от источника. Важный фактор этого занижения – то, что в подходе LCA взята «стандартная» высота слоя конвективного рассеяния 1000 м, в то время как реальная вертикальная толщина шлейфа намного меньше – максимум 100 – 200 м на рассматриваемых расстояниях. В подходе LCA в ряде случаев берутся меньшие, чем 1000 м, высоты конвективного слоя, но они все равно намного больше, чем реальная вертикальная толщина шлейфа. Последняя приближенно равна  $\sqrt{2\pi} * \sigma_z$ , где  $\sigma_z$  – вертикальная дисперсия шлейфа, которая берется из моделей Паскилла-Гиффорда в виде  $\sigma_z = aX^b$ , где  $a$  и  $b$  – параметры, зависящие от категории устойчивости атмосферы, сгруппированные по диапазонам расстояний от источника  $X = 0 - 500$  м,  $X = 500 - 5000$  м и  $X > 5000$  м. Для сравнения с подходом LCA мы поэтому дополнительно «размазали» шлейф, полученный по модели рассеяния, по вертикали до высоты 1000 м. Результат показывает Рис. 2. Видно, что теперь, наоборот, концентрация по LCA больше, чем «размазанный» результат модели рассеяния, но в целом согласие улучшилось.

Итак, если по результатам локальных расчетов рассеяния получено распределение концентраций (усредненное по углам вокруг источника)  $C(r)$ , где  $r$  – расстояние от источника, то описанным выше методом его можно превратить в оценку по методике LCA  $C_{LCA}$  (уже, естественно, не зависящую от расстояния).

При этом, в зависимости от опций LCA, может использоваться как стандартная высота слоя перемешивания 1000 м, так и другая высота, отраженная в документации LCA. Концентрации  $C(r)$  предполагаются агрегированными по времени, как описано выше, и аналогичной агрегации по времени будет соответствовать  $C_{LCA}$ . На основе  $C_{LCA}$  можно рассчитать соответствующие им DALY и далее пересчитать их обратно к реальным концентрациям  $C(r)$ . Пока мы рассматриваем концентрации только одного загрязнителя (далее это ограничение снимается).

На основе различных типов агрегации по времени  $C(r)$  можно получить оценку нескольких различных видов риска  $R_i(r)$ ,  $i=1, \dots, I$ , где индекс  $i$  отражает как временную агрегацию (например, хронический или канцерогенный риск агрегируется усреднением по времени, острый риск – взятием максимума или некоторого квантиля гистограммы по времени, смертность от взвешенных частиц – максимум среднесуточных), так и направленность на органы и системы организма (например, органы дыхания, центральную нервную систему и т. д.). В принципе, можно вводить в индекс  $i$  и дополнительные разновидности риска, например, направленность на разные группы населения, но пока мы этого не рассматриваем. Совокупность видов риска далее обозначаем как вектор  $R(r)$ . Соответствующий вектор риска, оцененного по  $C_{LCA}$ , обозначим  $R_{LCA}$ . Компоненты этого вектора безразмерные, т.е. мы используем, в сущности, так называемый индекс риска. Поскольку при переходе от  $C(r)$  к  $C_{LCA}$  используются показатели дисперсии  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$ , которые зависят от метеоусловий, а через них – от времени, необходимо решить, показатели, соответствующие каким метеоусловиям, использовать при пересчете. Один из вариантов – производить пересчет  $C(r, t)$  к  $C_{LCA}(t)$  для каждого текущего момента времени  $t$ , и потом уже агрегировать  $C_{LCA}(t)$  по времени. Однако это предполагает полное воспроизведение процесса расчета рассеяния, а мы хотели бы иметь возможность пользоваться уже итоговыми результатами расчета, зафиксированными в различных проектах в виде карт итоговых (агрегированных по времени) концентраций. Поэтому предлагается для максимальных почасовых концентраций и соответствующего им острого риска использовать  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$ , соответствующие наихудшим метеоусловиям

(категория устойчивости F, скорость ветра 1 м/с), а для среднегодовых концентраций и соответствующего им хронического и канцерогенного риска – средними за год  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$ . Это достаточно приближенный подход, поскольку рассеяние нелинейно зависит от метеоусловий и концентрация, полученная со средними  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$ , – не то же самое, что среднее от концентраций, полученных с текущими  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$  для каждого момента времени. Кроме того, неясно, какие  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$  брать для максимума среднесуточных концентраций. Возможно, здесь надо взять те же значения, что и для максимума почасовых, и применить фиксированный коэффициент пересчета. Представляется, что даже с учетом этих приближений результирующая  $C_{LCA}$  будет ближе к реальности, чем получаемая по [3] (сноска <sup>12</sup>) равномерным размазыванием выброса по «ящику». Это должно происходить хотя бы за счет того, что современные модели рассеяния, такие как AERMOD, учитывают массу дополнительных факторов: оседание частиц, вымывание осадками, рельеф, зависящую от времени суток высоту инверсии и т. д.

В подходе к LCA по работе Hofstetter (1998) [3] различные виды риска: хронический, острый, разные направленности, разные возрастные группы – вносят разный вклад в итоговую оценку DALY – интегральный индекс здоровья населения, выраженный в виде потерянных лет жизни с учетом болезней. (Канцерогенный риск в [3] рассматривается отдельно, так что мы имеем, в сущности, две оценки  $DALY_1$  и  $DALY_2$  – канцерогенную и неканцерогенную, которые затем суммируются в единую DALY). Обозначим доли этих вкладов  $W_i$ , так что  $\sum W_i = 1$ . Они формируют вектор  $W$  той же размерности, что и  $R_{LCA}$ . Наша задача – связать  $R_{LCA}$  с DALY. Далее обозначение DALY будет означать, как и в работе [3], не саму величину ущерба для здоровья, а удельный ущерб, отнесенный к единице выброса рассматриваемого вещества. Величину выброса в единицу времени обозначим  $M$ . Соответственно и DALY будет пониматься как отнесенная к единице времени, а поскольку удельный ущерб имеет размерность год/кг (имеется в виду потерянный год жизни), то после отнесения к единице времени размерность будет 1/кг.

Неизвестные коэффициенты связи  $R_{LCA}$  с DALY обозначим  $d_i$ , и они образуют вектор  $d$ , так что  $d \cdot R_{LCA} / M = DALY$ . Естественно предполагать, что различные виды риска имеют те же весовые вклады в DALY, которые использовались в [Hofstetter 1998] при расчете DALY. Тогда  $d_i = DW_i$ , где  $D$  – скаляр, отражающий связь всей совокупности рисков с DALY. Это можно записать как  $d = DW$ . Тогда из одного уравнения  $DW \cdot R_{LCA} / M =$  можно найти параметр  $D$ , а по нему рассчитать все  $d_i$ . Тем самым поставленная задача будет решена. Теперь локализация подхода LCA будет состоять в использовании величин  $DALY_i(r) = d_i * R_i(r)$ , т.е. пересчитанных в DALY исходных, гораздо более точных результатов расчета рассеяния. Их можно объединить в вектор  $DALY(r)$  и, при необходимости, вернуться к единой оценке ущерба для здоровья, но уже зависящей от расстояния  $DALY(r) = DALY(r) \cdot W$ .

В том числе появляется возможность учета зависимости DALY от расстояния до источника. Это важно для учета распределения населения по территории, что в оценке и управлении риском является первостепенным фактором. Заметим, что риск, о котором говорилось выше, – это, в сущности, индивидуальный риск, не учитывающий численности населения. Точнее, поскольку риск связывается с DALY, рассчитанным для Европы, полученные  $DALY_i$  означают ущерб для населения, расселенного равномерно со среднеевропейской плотностью. Рассмотренный подход позволяет учесть конкретную структуру населения вокруг источника, в частности, тот факт, что внутри санитарно-защитной зоны предприятия постоянное население предполагается отсутствующим, и даже если оно там реально есть, в оценке риска оно не учитывается.

### ***Список литературы***

1. Балтер Б.М. Теоретические и практические проблемы ноосферогенеза в условиях информатизации и глобализации современного общества: Монограф. / Б.М. Балтер, М.В. Фаминская, Н.И. Никитина, Н.Ю. Падылин. – М.: РГСУ, 2017. – 289 с.
2. Балтер Б.М. Моделирование информационных потоков, связанных с ноосферогенезом, глобализацией, индустриальным развитием, и их влияние на



здоровье населения / Б.М. Балтер, М.В. Фаминская, Н.И. Никитина. – М.: РГСУ, 2017. – 255 с.

3. Hofstetter P. Perspective in life cycle impact assessment. A structured approach to combine of the technosphere, ecosphere and valuesphere // Springer US. – 1998.